

Universität Stuttgart

IER Institut für Energiewirtschaft
und Rationelle Energieanwendung

**Forschungsbericht
Band 144**

**Messung und Bewertung
der Schadstoffemissionen
von Holzfeuerungen in
Innenräumen**

Naixin Li

Ganlin Huang

Rainer Friedrich

Ulrich Vogt

Stefan Schürmann

Dieter Straub



Messung und Bewertung der Schadstoffemissionen von Holzfeuerungen in Innenräumen

Naixin Li, Ganlin Huang, Rainer Friedrich

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER)

Universität Stuttgart

Ulrich Vogt, Stefan Schürmann, Dieter Straub

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK)

Universität Stuttgart

Forschungsbericht Band 144

Juli 2019

ISSN 0938-1228

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	6
1 Einleitung	7
1.1 Problemstellung	7
1.1 Zielsetzung.....	8
2 Entwicklung von Nutzungsprofilen.....	9
2.1 Betrachteter Haustyp und Standorte	9
2.2 Betrachtete Nutzungstypen	9
2.2.1 Nutzungstyp 1	10
2.2.2 Nutzungstyp 2	11
2.2.3 Nutzungstyp 3	11
3 Durchführung der Messungen	13
3.1 Bestimmung der Emissionen in den Innenraum	13
3.2 Untersucher Kaminofen.....	14
3.3 Ort und Aufbau der Messtechnik	14
4 Berechnung der zusätzlichen Exposition.....	19
4.1 Prinzipien der Expositionsmodellierung	19
4.2 Time-Activity Daten	19
4.3 Simulation der Innenraumkonzentration	20
4.4 Verwendete Parameterwerte.....	22
4.4.1 Luftwechselrate	22
4.4.2 Abklingrate	22
4.4.3 Weitere Parameter	23
4.5 Ergebnisse für die zusätzliche Exposition	23
5 Berechnung der durch die Innenraumbelastung entstehenden Gesundheitsrisiken	25

5.1	Allgemeine Vorgehensweise	25
5.2	Expositions-Wirkungs-Beziehungen	26
5.3	Zusätzliche Gesundheitsschäden auf Grund des Betriebs von Holzeinzelöfen.	27
5.4	Gesundheitsschäden aufgrund anderer Quellen	27
6	Erarbeitung von Empfehlungen für das Betreiben von Holzfeuerungen	36
7	Literatur	37
	Anhang	40

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Profil von <i>Nutzungstyp 1</i> und <i>Nutzungstyp 2</i> für den Endenergiebedarf am einem kalten Wintertag (Datei von Huang et al. 2016). Die orangenen Säulen repräsentieren die Heizwärmeerzeugung durch den Ofen.	11
Abbildung 2: Profil von <i>Nutzungstyp 3</i> für Endenergiebedarf am einem kalten Wintertag (Datei von Huang et al. 2016). Die orange Säule repräsentieren die Heizwärmeerzeugung.....	12
Abbildung 3: links: Modellraum; rechts: Ansaugung im Innern des Modellraums	15
Abbildung 4: Draufsicht auf den Messort im Modellraum des Technikums	16
Abbildung 5: Ergebnisse einer CO-Messung im Modellraum	16
Abbildung 6: Anteil der mittleren Zeit, die deutsche Männer und Frauen (zwischen 13 und 75 Jahre alt) während eines Tages in einer bestimmten Mikroumgebung verbringen. Die verwendeten Mikroumgebungen sind „zu Hause“, „Arbeitsplatz“, „Schule“, „Erholung“ und „Andere“. Die „Diaries“ beginnen um 00:00 Uhr und enden um 24 Uhr.....	20
Abbildung 7: Exemplarische Schäden in DALYs nach Gesundheitsauswirkungen für den Standort Stuttgart nach Nutzungstyp. Die Abkürzungen der Legende sind in Tabelle A.1 erklärt.	34

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Charakterisierung des Modellgebäudes und der Temperaturregion.	9
Tabelle 2: Szenarien in der Versuchskampagne.	14
Tabelle 3: Technische Daten der untersuchten Einzelraumfeuerungen.	14
Tabelle 4: Messtechnisch ermittelte Emissionen pro Türöffnen für die Parameter: CO, UFP (ultrafeine Partikel), NO _x , NO ₂ , PM ₁₀ , PM _{2,5} und PM ₁	18
Tabelle 5: Zusammenfassung der Abklingrate.	23
Tabelle 6: Zusätzliche jährliche durchschnittliche Exposition des Innenraums für Kaminofen nach Nutzungstyp.	24
Tabelle 7: Zusätzliche Krankheitsfälle wegen des Holzofenbetriebs nach Gesundheitsendpunkten und Nutzungstyp.	28
Tabelle 8: Gesundheitsschäden durch den Betrieb eines Kaminofens nach Subgruppe und Nutzungstyp.	32
Tabelle 9: externe Kosten für Gesundheitsschäden aufgrund des Kaminofenbetriebs nach Subgruppe und Nutzungstyp pro Jahr.	33
Tabelle 10: Mittlere jährliche Exposition mit PM _{2.5} für Bewohner eines Einfamilienhauses mit Rauchern bzw ohne Raucher in Stuttgart nach Quellen (ETS = environmental tobacco smoke = Passivrauchen).	34
Tabelle 11: Gesundheitsschäden und Kosten wegen anderen Quellen nach Familientyp und ETS Exposition.	35

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die Nutzung von Biomasse, insbesondere die Verwendung von Brennholz, wird als eine empfohlene umweltpolitische Maßnahme zur Erreichung der ambitionierten Klimaschutzziele der Bundesregierung angesehen. Dies insbesondere, weil dadurch nicht nur die CO₂-Emissionen tatsächlich verringert werden, sondern auch, weil diese Maßnahme nicht allzu weit von der Wirtschaftlichkeit entfernt ist und damit die Reduzierung von CO₂-Emissionen zu moderaten Kosten ermöglicht.

Holzfeuerungen verursachen jedoch erhebliche Emissionen von Luftschadstoffen, insbesondere von Feinstaub (PM_{2,5}, PM₁₀) und Stickoxiden. Diese Schadstoffe verursachen erhebliche Gesundheitsschäden. In einem mittlerweile abgeschlossenen ZfES-Forschungsvorhaben (Ganzheitliche Bewertung von Holzheizungen) haben die Antragsteller nachgewiesen, dass die durch Holzfeuerungen entstehenden Gesundheitsschäden so hoch sind, dass die Reduzierung der Treibhausgasemissionen bei weitem nicht ausreicht, um die entstehenden Gesundheitsschäden zu kompensieren. Der Einsatz kleiner Holzfeuerungen kann daher in größeren Städten nicht empfohlen werden.

Bei dieser Betrachtung wurden die Schäden ermittelt, die durch Emissionen aus dem Schornstein in die Außenluft gelangen. Bei Stückholzfeuerungen, die als Einzelöfen direkt in den Wohnräumen betrieben werden, entstehen jedoch auch Emissionen, die direkt in den Innenraum abgegeben werden, insbesondere beim Öffnen der Tür zum Nachlegen von Holzscheiten. Immer dann, wenn Holz nachgelegt wird, tritt eine unbekannte Menge an Schadstoffen in den Innenraum ein. Zudem können auch durch die geschlossene Ofentür Schadstoffe entweichen. Erkenntnisse über die Menge der austretenden Emissionen und damit die dadurch entstehenden Gesundheitsrisiken fehlen jedoch.

Menschen verbringen den größten Teil ihres Lebens in Innenräumen, meistens zu Hause. Es stellt sich also die Frage, ob die Innenraumbelastung durch Holzeinzelöfen nicht einen wesentlichen Einfluss auf die Gesundheit der Ofenbetreiber hat. Systematische Untersuchungen hierzu gibt es bisher nicht.

1.1 Zielsetzung

Ziel der Arbeiten ist daher, die Innenraumbelastung mit Schadstoffen durch Holzfeuerungen systematisch zu untersuchen und zu bewerten; dabei sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- a) Wie hoch sind die Emissionen der Schadstoffe PM_{2,5}, PM₁₀, NO_x, NO₂, und BC (black carbon) beim Betrieb von Holzfeuerungen in Abhängigkeit von der Betriebsweise (Anfeuern, Holz nachlegen, Holzmenge, Geschwindigkeit des Öffnens der Ofentür)?
- b) Durch welche Verhaltensregeln beim Betreiben der Anlage kann der Betreiber die Emissionen in den Innenraum reduzieren?
- c) Wie hoch sind die für den Betreiber und seine Familie entstehenden Gesundheitsrisiken?
- d) Welche umweltpolitischen Empfehlungen lassen sich aus den Ergebnissen ableiten?

2 Entwicklung von Nutzungsprofilen

2.1 Betrachteter Haustyp und Standorte

Die Analyse der o.g. Fragen wird anhand eines typischen Einfamilienhauses, das in Stuttgart Mitte steht, durchgeführt. Das Einfamilienhaus wurde in der Zeit von 1969 bis 1978 gebaut und weist eine Nutzfläche von 158 m² auf. Der Heizwärmebedarf wird anhand des Klimas berechnet. Die Bundesrepublik Deutschland ist in 15 Testreferenzjahre (TRY)-Regionen gegliedert. Stuttgart liegt in der Klimaregion TRY 12 mit einer Gradtagszahl GT19 von 3099 [K*d], mit 251[d] Heiztagen und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 10,4°C. Die Charakterisierungen gemäß der Deutschen Gebäudetypologie des IWU der gewählten Häusertypen sowie die spezifische Wärmebedarfskennzahl sind in Tabelle 1 aufgeführt.

2.2 Betrachtete Nutzungstypen

Die Analyse beschränkt sich auf die Nutzung von Stückholzeinzelöfen. Dabei werden drei Nutzungstypen betrachtet:

Tabelle 1: Charakterisierung des Modellgebäudes und der Temperaturregion¹.

Kennwerte	
Baujahr	1969-1978
Nutzfläche in m ²	158
Temperaturregion	TRY 12
mittlere Jahresaußentemperatur in °C	10,4
Heiztage HT15 *	251
Gradtagszahl GT19	3.099
Spezifische Wärmebedarfskennzahl [kWh _{th} /(m ² *a)]	165

¹ Quelle: IER 2009: Wärmeatlas BW; http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2009/4840/pdf/Waermeatlas_BW.pdf

-
1. Betrieb als Zusatzheizung und zur Erhöhung von Komfort und Behaglichkeit an kalten Wintertagen und in der Übergangszeit, die Nutzung der als primäre Heizung eingesetzten Zentralheizung wird dadurch reduziert oder in der Übergangszeit ganz vermieden. Für diesen Nutzungstyp wird angenommen, dass die Anlage nur in den Abendstunden betrieben wird und dann (also abends) etwa 60% des Energiebedarfs deckt (Huang et al. 2016). Bei einer Variante, bei der ein Paar mit einem Baby das Haus nutzt, wird angenommen, dass das Baby während der Brennphase in einem Kinderzimmer schläft, also nicht mit Emissionen aus dem Ofen exponiert wird. Als weitere Variante dient ein Szenario, bei dem das Babybett im Wohnzimmer steht oder die Tür zum Kinderzimmer offensteht. Für das Kind wird angenommen, dass es um 20 Uhr ins Bett geht.
 2. Wie *Nutzungstyp 1*, jedoch wird mit dem Ofen zusätzlich Wasser zur Unterstützung der Warmwasserbereitung erwärmt. Die Warmwasserbereitung erfolgt nur dann, wenn der Holzofen in Betrieb ist, zu anderen Zeiten wird das Warmwasser durch die zentrale Heizungsanlage erzeugt. Die Betriebszeiten des Ofens entsprechen denen von *Nutzungstyp 1*. Der Warmwasserwärmebedarf zeigt nur eine geringe jahreszeitliche Varianz und wird mit $3.000 \text{ Wh}/(\text{Person} \cdot \text{d})$ angesetzt (VDI-Richtlinie 2067 Blatt 4 1982).
 3. Bei *Nutzungstyp 3* wird die Wohnung ausschließlich mit Einzelöfen beheizt, eine Zentralheizung ist nicht vorhanden. Auch die Warmwasserbereitung erfolgt durch die Einzelöfen.

2.2.1 Nutzungstyp 1

Da der Kaminofen für *Nutzungstyp 1* nur als Zusatzheizung betrieben wird, wird davon ausgegangen, dass ein Kaminofen nur im Wohnzimmer installiert ist. Der Kaminofen wird nur in den Abendstunden der Wintertage und der Übergangszeit betrieben. Abbildung 1 zeigt ein beispielhaftes Tagesprofil für *Nutzungstyp 1* am einem kalten Wintertag (Wintertag mit einer mittleren Außentemperatur von $-8,4 \text{ }^\circ\text{C}$).

2.2.2 Nutzungstyp 2

Das Nutzungsprofil des *Nutzungstyps 2* ist ähnlich wie *Nutzungstyp 1*, jedoch wird zusätzlich, wenn die Anlage in Betrieb ist, Warmwasser erzeugt. Das Tagesprofil für *Nutzungstyps 2* ist gleich wie bei *Nutzungstyp 1* (Abbildung 1).

2.2.3 Nutzungstyp 3

Für den *Nutzungstyp 3* wird angenommen, dass insgesamt drei Kaminöfen im Haus installiert sind, um den gesamten Energiebedarf zu decken. Werden Kaminöfen betrieben, müssen drei Brennphase getätigt werden, um den Tagesendenergiebedarf für einen kalten Wintertag zu decken. Abbildung 2 zeigt ein beispielhaftes Tagesprofil für *Nutzungstyp 3* am einem kalten Wintertag.

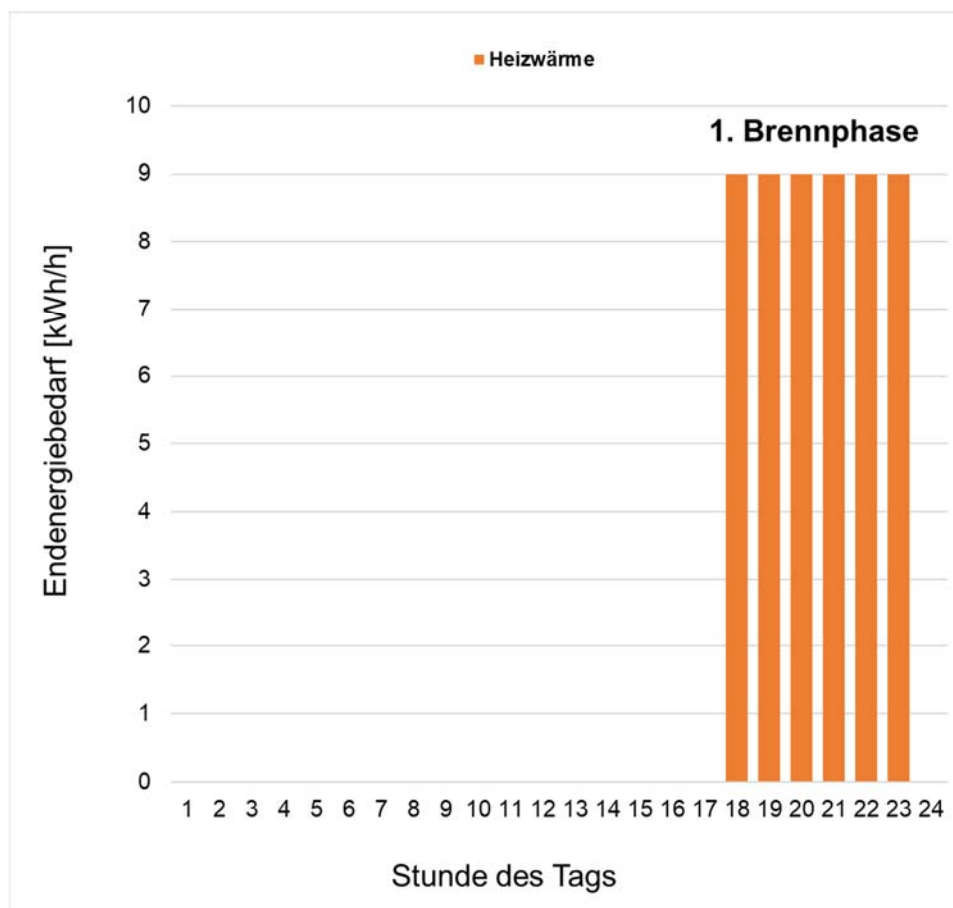


Abbildung 1: Profil von *Nutzungstyp 1* und *Nutzungstyp 2* für den Endenergiebedarf am einem kalten Wintertag (Datei von Huang et al. 2016). Die orangenen Säulen repräsentieren die Heizwärmeerzeugung durch den Ofen.

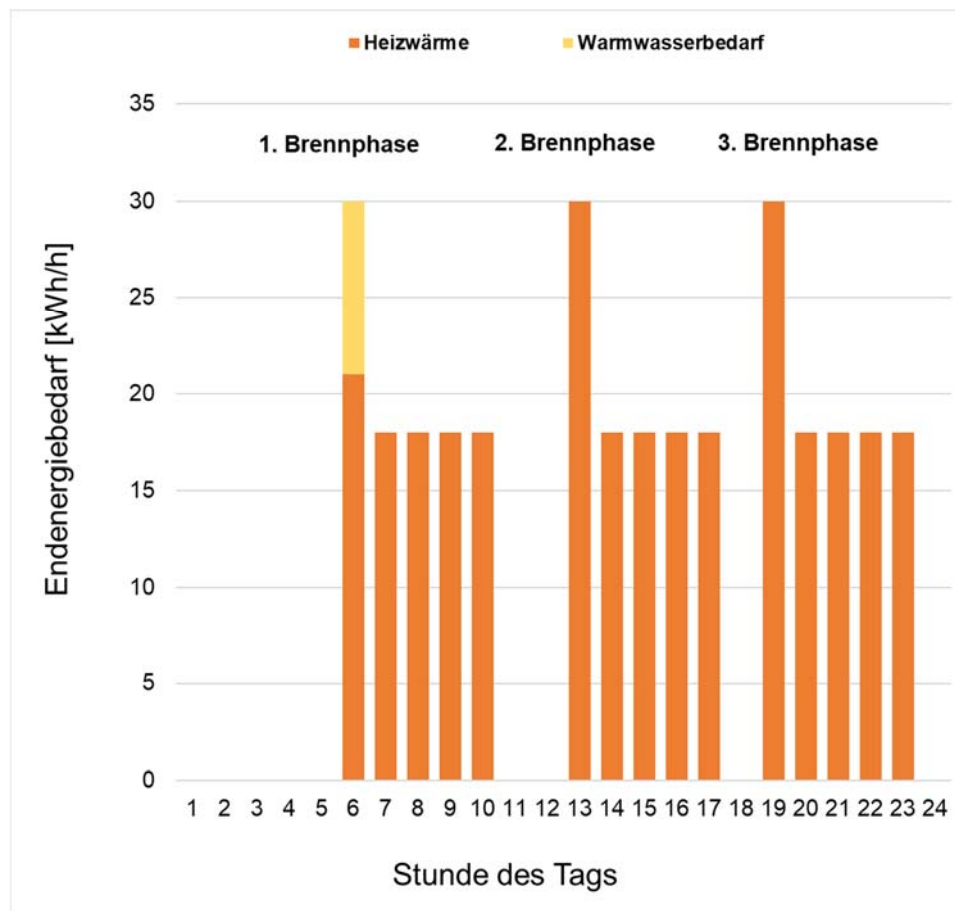


Abbildung 2: Profil von *Nutzungstyp 3* für Endenergiebedarf am einem kalten Wintertag (Datei von Huang et al. 2016). Die orange Säule repräsentieren die Heizwärmeerzeugung

3 Durchführung der Messungen

3.1 Bestimmung der Emissionen in den Innenraum

Es wurden Innenraumlufmessungen an drei Standorten mit zwei unterschiedlichen Ausführungen von Einzelraumfeuerungen durchgeführt. Es handelte sich um einen Privathaushalt, einen Büro-/Verkaufsraum mit Kamineinsätzen und einen Modellraum im Technikum mit einem freistehenden Kaminofen. Zu Beginn der Messkampagne im Frühjahr 2018 wurden zunächst im Wohnbereich eines Privathaushalts und in einem Büro-/Verkaufsraum Messungen an jeweils zwei aufeinanderfolgenden Tagen durchgeführt. Hierbei galt es den alltäglichen Betrieb der Biomassefeuerung durch den Betreiber zu untersuchen. Nach Auswertung der Messergebnisse wurde festgestellt, dass es zu großen Interferenzen zwischen den beim Öffnen der Ofentür in die Innenräume freigesetzten Emissionen an Luftverunreinigungen aus dem Ofen und anderen Aktivitäten im Büroraum und im Privathaushalt kam. Die Aktivitäten waren ebenfalls mit Freisetzung von Luftverunreinigungen verbunden bzw. mit Aufwirbelung von vorhandenen Feinstäuben in den Räumen. Weitere Emissionsquellen waren Drucker und Kopierer, vorbeigehendes Personal oder Bewohner und Kochen/Braten. Auch der Betrieb einer Dunstabzugshaube führte zum Ansaugen von erhöhten Black Carbon-Konzentrationen aus der Außenluft. Die Trennung der genannten Einflüsse von den Beiträgen aus den Öfen war nicht möglich.

Um die Auswirkungen des Holz-Nachlegens auf die Innenraumlufqualität isolierter und unter kontrollierten Bedingungen untersuchen zu können, war somit der Bau eines Modellraums im Technikum des Instituts (IFK) erforderlich, worauf die Messungen im Sommer 2018 stattfanden. Anhand von vier Szenarien (Tabelle 2) wurden die Auswirkungen der Kaminofennutzung auf die Innenraumlufqualität untersucht. Die Einstellung der Luftzufuhr (Primär-/Sekundärluft) erfolgte dabei stets nach den Vorgaben in der Bedienungsanleitung.

Auf die genaue Beschreibung der Öfen und der Untersuchungen bei den ersten beiden Untersuchungen – im Privatraum und im Geschäftsraum - wird hier verzichtet. Es wird lediglich die Messung im Modellraum und deren Ergebnisse beschrieben.

Tabelle 2: Szenarien in der Versuchskampagne.

Nr.	Szenario	Beschreibung
1	Öffnen, Ofen nicht in Betrieb	<ul style="list-style-type: none"> • Normales Öffnen der Kamintür und Einlegen eines Holzscheits während der Kamin nicht in Betrieb ist (Feuer aus)
2	Normales Kamintüröffnen	<ul style="list-style-type: none"> • Betrieb des Kaminofens gemäß der Bedienungsanleitung • Holzmenge: ca. 1,5 kg • Sachttes Öffnen und Schließen der Kamintür • Dauer des Nachlegezyklus: ca. 3 Sekunden (Öffnen und Schließen der Kamintür)
3	Schnelles Kamintüröffnen	<ul style="list-style-type: none"> • Schnelles und ruckartiges Öffnen der Kamintür • Normale Holzmenge: ca. 1,5 kg • Dauer des Nachlegezyklus: ca. 3 Sekunden
4	Zu große Holzmenge	<ul style="list-style-type: none"> • Holzmenge: ca. 2,5 kg • Dauer des Nachlegezyklus: ca. 4 Sekunden

3.2 Untersucher Kaminofen

In der Tabelle 3 ist der untersuchte Kaminofen und dessen spezifische Heizleistung beschrieben. Das verwendete Buchenholz ist mehrjährig gelagert worden, als Restfeuchte einer Stichprobe wurden 12% gemessen. Der Wert wird als Massenprozent bezogen auf die reine Trockenmasse verstanden.

Tabelle 3: Technische Daten der untersuchten Einzelraumfeuerung.

Messort	Ausführung	Baujahr	Leistung in kW	Brennstoff
Technikum IfK	Kaminofen (Mit Rost)	2012	5	Buche

3.3 Ort und Aufbau der Messtechnik

Damit die Messergebnisse eine Beurteilung der Innenraumluftqualität zulassen, erfolgten die Messungen möglichst in der wahrscheinlichsten Aufenthaltszone von Personen in den untersuchten Räumen., und zwar in dessen Mitte, in 1 - 1,5 m Höhe und bei 2 – 3 m Abstand zum Kamin. Bei der Wahl des Messortes wurden die einschlägigen Normen und Richtlinien beachtet. Infolge der Kaminofennutzung und dessen Wärmeabgabe in den Innenraum kommt es zu konvektiven Luftströmungsprozessen, die für eine ausreichende Durchmischung der Raumluft sorgen, sodass Messungen an mehreren Orten im Raum nicht zwingend notwendig waren.

Bei den Messungen im Modellraum des Technikums wurde die Messtechnik der Luftschadstoffe außerhalb des Raumes platziert, da die Innenraumtemperaturen bei Betrieb des Kaminofens zu hoch ($\pm 40^\circ\text{C}$) wurden und die Messtechnik für diese Umgebungstemperaturen nicht ausgelegt ist. Die Probenluft wurde dementsprechend von einem zentralen Ort im Modellraum mittels Schlauchverbindungen (aus Teflon) den Analysegeräten zugeführt. Davon ausgenommen war die Feinstaub-Messung (PM₁₀, PM_{2,5} & PM₁), da es zu Sedimentationseffekten in den Schlauchverbindungen kommen kann und die Ergebnisse einen nicht zu vernachlässigen Messfehler beinhalten würden. Eine Einhausung des Feinstaubmessgerätes, die zum Technikum geöffnet war, ermöglichte dennoch das Messen der Innenraumluft, während sich das Messgerät nicht im Raum befand.

Um etwaige Einflüsse der Umgebungsluft im Technikum untersuchen zu können, die nicht vom Kaminofen stammen, wurde sowohl innerhalb als auch außerhalb des Modellraums gemessen. Die Außenluftmessung fand am Ort der Datenerfassung statt.

Der Aufbau ist in Abbildung 3 und Abbildung 4 dargestellt.

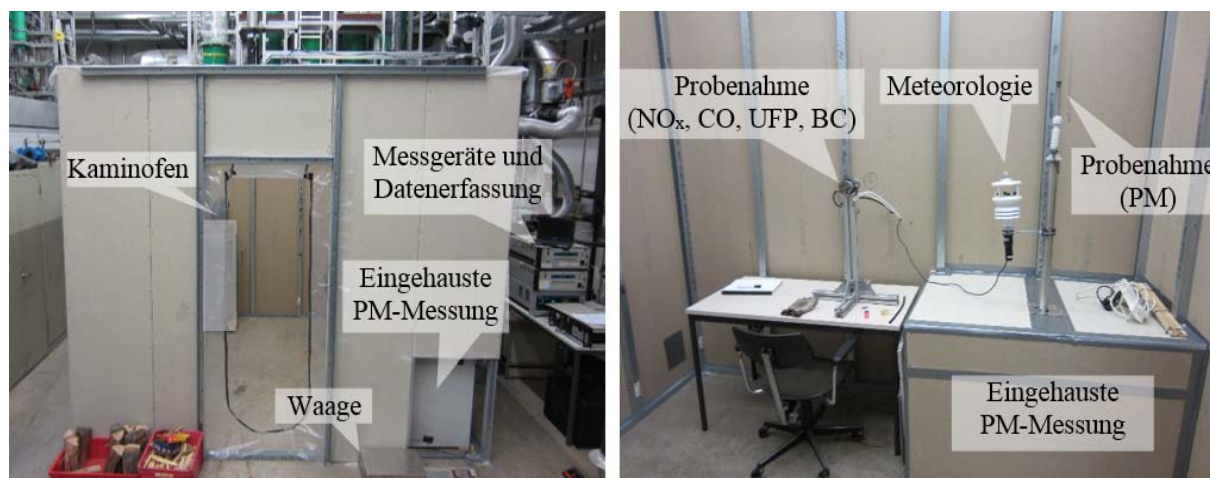


Abbildung 3: links: Modellraum; rechts: Ansaugung im Innern des Modellraums

Der Prozess des Holznachlegens erfolgte immer auf dieselbe Art und Weise. Zunächst wurden die Holzscheite vor dem Modellraum gewogen. Dem folgte das Betreten des Raumes durch die mit einem Reißverschluss verschlossene Tür, das kurzzeitige Öffnen der Ofentüre mit unmittelbarem Hineinlegen der Holzscheite und das Verlassen des Raumes sowie dessen Verschluss durch die Reißverschlusstür.

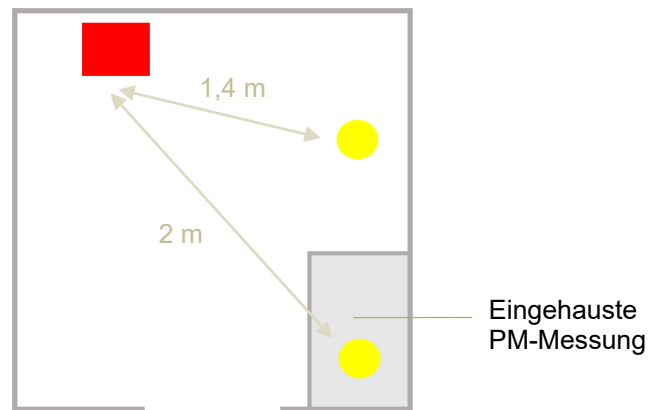


Abbildung 4: Draufsicht auf den Messort im Modellraum des Technikums

Die Messungen im Modellraum des Technikums fanden über mehrere Wochen statt, wobei jedes der vier Szenarien in mehreren Versuchsreihen durchlaufen worden ist. Jeder Versuch startet mit dem Anfeuern des Kaminofens und endete mit dem Erlöschen der Glut nach dem letzten Nachlegevorgang. Ein Versuch beinhaltet in der Regel fünf bis sechs Nachlegezyklen. Um die Hintergrundkonzentration im Technikum bewerten zu können, fanden außerdem mehrere Messungen über Nacht statt. Hierbei war weder der Kaminofen in Betrieb noch gab es andere Aktivitäten. Letzteres galt auch für die tagsüber durchgeführten Messungen.

Prinzipiell orientiert sich die Probenahmestrategie an den einschlägigen Normen und Richtlinien: (Norm DIN EN ISO 16000-1), (VDI-Richtlinie VDI 4280, Blatt 1), (VDI-Richtlinie VDI 4300, Blatt 11).

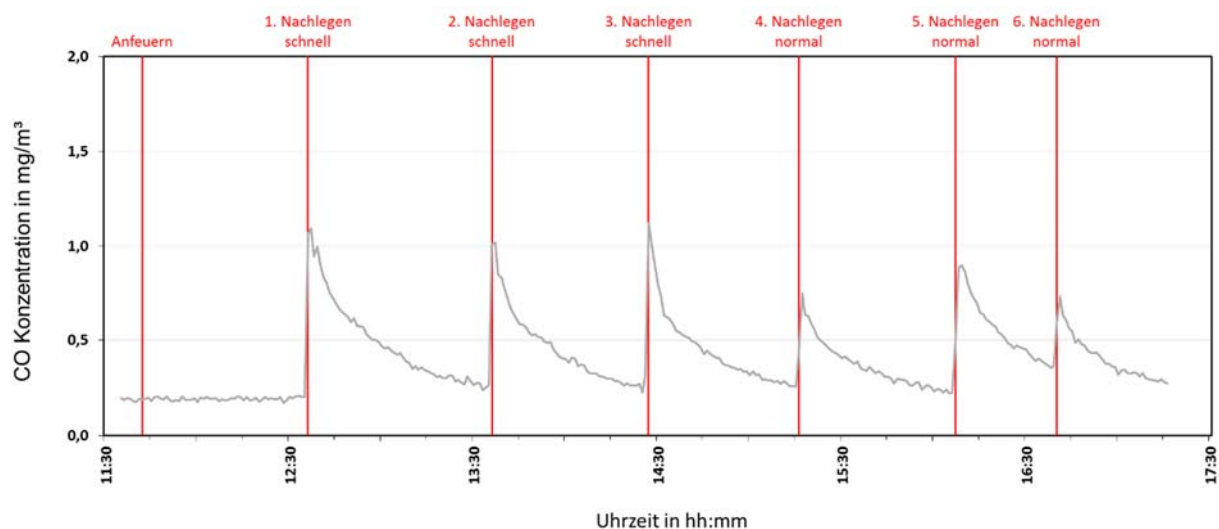


Abbildung 5: Ergebnisse einer CO-Messung im Modellraum

In Abbildung 5 ist beispielhaft der zeitliche Verlauf der CO-Konzentration dargestellt, der sich im Rahmen der Durchführung einer Serie von Abbränden im Inneren des Modellraums ergeben hat. Die Zeitreihe beginnt kurz nach 11:30 Uhr und endet kurz vor 17:30 Uhr. In diesem Zeitraum wurde zu Beginn Holz aufgelegt, das dann ca. 1 Stunde benötigte, um abzubrennen. Nach einer Stunde wurde der Ofen geöffnet und neues Holz wurde nachgelegt. Danach wurde der Ofen wieder verschlossen. Zu diesem Zeitpunkt lagen noch glühende Holzreste im Ofen, welche für eine Zündung des nachgelegten Holzes sorgten. Beim kurzen Öffnen des Ofens trat ein kurzer Schwall an Emissionen aus dem Inneren des Ofens in den Modellraum über, welcher für den deutlich sichtbaren Anstieg der CO-Konzentrationen von ursprünglich ca. $0,15 \text{ mg/m}^3$ auf über 1 mg/m^3 ergab. Nach Erreichen der Maximalkonzentration nahm die CO-Konzentration wieder langsam ab, um wieder annähernd das Ausgangsniveau von $0,15 \text{ mg/m}^3$ kurz vor dem nächsten Auflegen zu erreichen. Dieser Vorgang wiederholte sich bei jedem Nachlegen mit mehr oder weniger ausgeprägter Höhe der Maximalkonzentration. Ähnliche zeitliche Verläufe ergaben sich für alle anderen gemessenen Parameter. Nur bei Black Carbon, einer Version des Rußes, konnte kein Anstieg beim Öffnen der Ofentür nachgewiesen werden. Es entsteht beim Verbrennen von Holz zwar auch Ruß abhängig von der Güte der Verbrennung, aber eben nicht mehr am Ende des Verbrennungsprozesses, wenn die Tür für eine Neubefüllung des Ofens geöffnet wird. Die Ruß-Emissionen entstehen vermehrt nach Zündung des neu aufgelegten Holzes. Zu diesem Zeitpunkt wird die Ofentür im Normalfall aber nicht geöffnet, deshalb konnte Ruß nicht in den Innenraum gelangen.

Die Abbrandversuche wurden mehrmals wiederholt, auch mit den in Tabelle 2 beschriebenen unterschiedlichen Bedingungen der Szenarien 1 bis 4. Aus den Konzentrationsverläufen bzw. den Erhöhungen der Konzentrationen im Modellraum nach dem Öffnen des Ofens und nach dem Austreten der Emissionen aus dem Ofen lassen sich unter Berücksichtigung der Luftaustauschzahl, welche ebenfalls messtechnisch bestimmt wurde, die Emissionen berechnen, welche beim einmaligen Öffnen der Ofentür aus dem Ofen in den Modellraum übertreten. Die sich ergebenden Werte sind in Tabelle 4 zusammengefasst, als Mittelwerte einer Vielzahl von Wiederholungen.

Tabelle 4: Messtechnisch ermittelte Emissionen pro Türöffnen für die Parameter: CO, UFP (ultrafeine Partikel), NO_x, NO₂, PM10, PM2,5 und PM1.

Emissionen pro Türöffnung	CO	UFP	NO_x	NO₂	PM10	PM2,5	PM1
Szenario	<i>mg</i>	<i>Partikelanzahl</i>	<i>µg</i>	<i>µg</i>	<i>µg</i>	<i>µg</i>	<i>µg</i>
Anfeuern	0	0	0	0	177,6	43,7	6,9
ca. 1,5 kg Holz nachlegen	4,6	2,0E+11	80,1	30,4	98,7	24,8	6,8
Nachlegen mit schnellem Tür-öffnen	6,8	2,6E+11	113,1	30,2	115,2	27,9	6,8
ca. 2,5 kg nachlegen	5,9	3,2E+11			47,0	15,2	8,2

Die Emission von black carbon wurde ebenfalls gemessen, es ergab sich aber eine Emission von 0 µg, d.h. es wurde kein Kohlenstoff in den Innenraum emittiert.

4 Berechnung der zusätzlichen Exposition

4.1 Prinzipien der Expositionsmodellierung

Die Exposition eines Individuums wird von Watson and Bates (1988) als "Beschreibung der Dauer des Kontakts und der relevanten Schadstoffkonzentration" ausgedrückt. In diesem Bericht wird der „Microenvironment Approach“ verwendet (Gleichung 1, Duan 1982):

$$E = \sum_{i=1}^n c_i t_i \quad \text{Gleichung 1}$$

mit:

E	Exposition eines Individuums
C_i	Schadstoffkonzentration in der Mikroumgebung i [$\mu\text{g m}^{-3}$]
t_i	Zeit in Mikroumgebung i

Die Konzentration pro Mikroumgebung wird mit mehreren Parametern geschätzt, die in Form einer Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion verfügbar sind. „Time-Activity“-Daten für in Deutschland lebende Personen sind durch eine große Anzahl von individuellen „Diaries“ gegeben. Unter Verwendung dieser Daten wird ein Modell entwickelt, mit dem eine Monte-Carlo-Analyse durchgeführt wird, um die Exposition der Bevölkerung zu berechnen.

4.2 Time-Activity Daten

„Time-Activity“-Daten für in Deutschland wohnende Personen stammen aus der Multi-national Time Use Study (MTUS), die aus zahlreichen individuellen „Diaries“ besteht. Ein „Diary“ zeichnet die Zeit auf, die eine Person pro Mikroumgebung innerhalb der 24-Stunden-Beobachtung verbringt (Fisher et al. 2012). Es gibt über 25.000 Tagebücher für Deutschland, die Personen von 13 bis 75 Jahren umfassen. Abbildung 6 zeigt den Anteil der mittleren Zeit, die deutsche Männer und Frauen (zwischen 13 und 75 Jahre alt) während eines Tages in einer bestimmten Mikroumgebung verbracht wurde.

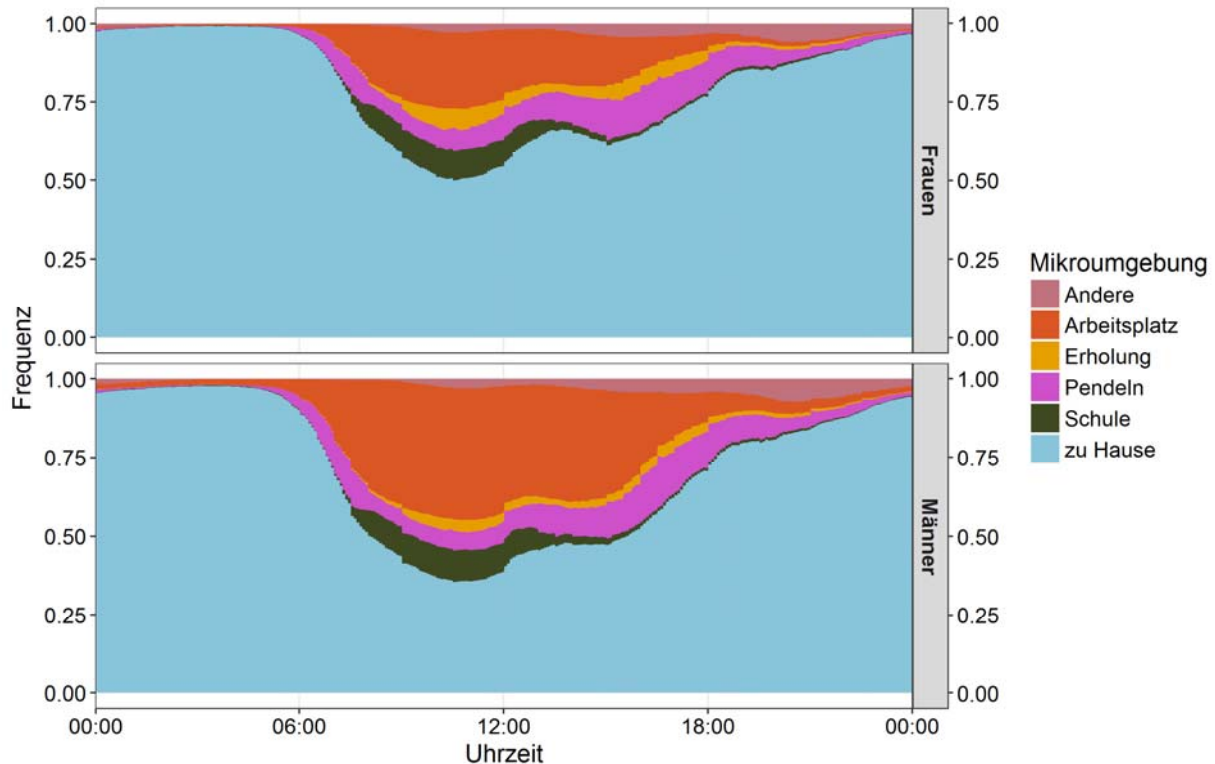


Abbildung 6: Anteil der mittleren Zeit, die deutsche Männer und Frauen (zwischen 13 und 75 Jahre alt) während eines Tages in einer bestimmten Mikroumgebung verbringen. Die verwendeten Mikroumgebungen sind „zu Hause“, „Arbeitsplatz“, „Schule“, „Erholung“ und „Andere“. Die „Diaries“ beginnen um 00:00 Uhr und enden um 24 Uhr.

4.3 Simulation der Innenraumkonzentration

Die Innenraumluftqualität ist ein vorherrschendes Gesundheitsproblem, da Menschen die meiste Zeit im Haus verbringen. Um die Schadstoffkonzentration in Innenräumen zu simulieren, nehmen wir an, dass die Konzentration in Innenräumen zu jedem Zeitpunkt in einem stationären Gleichgewicht ist. Natürlich ändert sich die Innenraumkonzentration mit jeder Änderung der Eingangsparameter (z. B. der Emissionen der Innenraumquellen oder der Außenluftkonzentration). In diesem Bericht wird das „Mass-Balance Model“ angewendet (Gleichung 2, Dockery and Spengler 1981, Gens 2012):

$$c_{in} = \frac{c_{out}pa + \frac{\sum_{i=1}^n E_i}{v}}{a + k} \quad \text{Gleichung 2}$$

mit: C_{in} Konzentration in Innenräumen [$\mu\text{g m}^{-3}$]

C_{out}	Außenluftkonzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$]
p	Penetrationsfaktor
a	Luftwechselrate [h^{-1}]
k	Abklingrate [h^{-1}]
E_i	Emissionsrate für die Quelle i [$\mu\text{g h}^{-1}$]
v	Volumen [m^3]

zusammengefasst ergibt sich folgende Gleichung (Gleichung 3, Hänninen et al. 2004):

$$C_{in} = F_{INF}C_{out} + C_{ig} \quad \text{Gleichung 3}$$

mit:	C_{in}	Konzentration in Innenräumen [$\mu\text{g m}^{-3}$]
	C_{out}	Außenluftkonzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$]
	F_{INF}	Infiltrationsfaktor
	C_{ig}	Konzentration von Innenquellen

Da in diesem Bericht die zusätzliche Exposition durch die Holzverbrennung betrachtet wird, wird die Berechnung nur für den letzten Teil der Gleichung durchgeführt. Betrachtet werden daher hier die Schadstoffe, die Holzfeuerungen in bewohnte Innenräume emittieren. Weil die verfügbaren Expositions-Wirkungs-Beziehungen die langfristige durchschnittliche Exposition zur Berechnung der Gesundheitsrisiken heranziehen, wird die aus den Emissionen in den Innenraum entstehende jährliche Erhöhung der Exposition einer betrachteten Person ermittelt, der zeitliche Verlauf der Zusatzexposition ist für die Berechnung der Gesundheitsrisiken nicht erforderlich.

Beim Kaminofen entstehen Emissionen insbesondere beim Anfeuern sowie bei jedem Nachfüllen des Brennraums mit Holz. Um standardisierte Emissionsfaktoren messen zu können, muss der Emissionsprozess exakt definiert werden. Jedes Mal wird der Kaminofen mit 1,5 kg Holzscheiten gefüllt. Der Ofen wird nur dann nachgefüllt, wenn die vorhandenen Brennstoffe ausgebrannt sind. Deshalb werden die Emissionen in den Innenraum für einen Heiztag nach der folgenden Gleichung 4 berechnet:

$$E_{Kaminofen} = E_{Start} * H_{Start} + E_{Nachfüllung} * H_{Nachfüllung}$$

Gleichung 4

Mit:	$E_{Kaminofen}$	Emissionen des Kaminofens zum Innenraum pro Tag in [$\mu\text{g h}^{-1}$]
	E_{Start}	Emissionsfaktor pro Kesselstarts [μg]
	$E_{Nachfüllung}$	Emissionsfaktor der Nachfüllung [μg]
	H_{Start}	Häufigkeit des Kesselstarts pro Tag
	$H_{Nachfüllung}$	Häufigkeit der Nachfüllung pro Tag

Die Definition und die tatsächlichen Werte für die obengenannte Parameter werden im Abschnitt 4.4 erläutert.

4.4 Verwendete Parameterwerte

4.4.1 Luftwechselrate

Die Luftaustauschrate misst, wie viel Raumlufte in einem bestimmten Zeitraum durch frische Außenluft ersetzt wird (Bouhamra et al. 1998). Dieser Parameter hängt von verschiedenen Faktoren ab, z.B. Haustyp, Lüftungssystem und Wetterbedingungen. Die hier verwendeten Daten für die Luftwechselrate sind der EXPOLIS-Studie entnommen (Hänninen et al. 2004). Es wird eine Luftwechselrate von 0,83 ($\pm 0,46$) mit logarithmischer Normalverteilung angenommen.

4.4.2 Abklingrate

Die Abklingrate beschreibt die Verlustrate von Luftschadstoffen z.B. durch Brownsche Bewegung, Sedimentation oder chemische Umwandlung (Gens 2012). Für PM_{2.5}, PM₁₀ und BC hängt dieser Parameter von der Charakterisierung der Partikel und den Eigenschaften der Abscheideumgebung ab (Thatcher and Layton 1995, Thatcher et al. 2002). Für NO₂ und NO hängt die Abklingrate von Materialien in Wohngebieten ab (Emmerich and Persily 1996). Daten für die Abklingrate sind bei Burke et al. (2001), Thornburg et al. (2001), Fabian et al. (2012) und Halios et al. (2009) genannt. Eine Zusammenfassung der hier verwendeten Abklingraten ist in Tabelle 5 angegeben.

4.4.3 Weitere Parameter

Die Messung der Emissionsfaktoren ist in Kap. 3 beschrieben, die Zeiten, in denen sich die Hausbewohner zu Hause aufhalten, wird aus MTUS generiert. Für Wohngebäude wird ein Volumen von 575 m³ angenommen (Baumbach et al. 2010). Nach (Hubbard et al. 2007) haben die Holzscheite einen durchschnittlichen Heizwert von 19,8 MJ/kg. Der Wirkungsgrad für Kaminöfen ist 70% (Huang et al. 2016).

Tabelle 5: Zusammenfassung der Abklingrate.

Schadstoff	Abklingrate [h ⁻¹]
PM2.5	0,39 (±0,10), Logarithmische Normalverteilung
PM10	0.65 (±0,16), Logarithmische Normalverteilung
NO, NO ₂	0,87(±0,20) , Logarithmische Normalverteilung
BC	0,23 (±0,06), Logarithmische Normalverteilung

4.5 Ergebnisse für die zusätzliche Exposition

Die zusätzliche jährliche durchschnittliche Exposition des Innenraums für den Kaminofen nach Nutzungstyp zeigt Tabelle 6. Der Betrieb von Holzöfen erhöht die Belastung für alle Schadstoffe. Da die ERFs von der Altersstruktur der Familienmitglieder abhängen, wird die Innenraumbelastung für fünf Bevölkerungsgruppen ermittelt: Mann, Frau mit einem Kind, Frau mit einem Baby, Kind und Baby. Beim Kind wird bei *Nutzungstyp 1* und *2* angenommen, dass es am Abend vor Ende der Ofennutzung ins unbelastete Kinderzimmer ins Bett gehen muss, sodass die Exposition geringer ist als bei den Eltern. Beim Baby wird eine Bandbreite angegeben: im besten Fall befindet sich das Baby dann, wenn der Ofen angezündet wird, im Kinderzimmer, im schlechtesten Fall mit den Eltern im Wohnzimmer.

Tabelle 6: Zusätzliche jährliche durchschnittliche Exposition des Innenraums für Kaminöfen nach Nutzungstyp.

Nutzungstyp	Subgruppe	Zus. Exposition in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
		Schadstoff		
		NO₂	PM10	PM2,5
1	Mann	0,042	0,506	0,124
	Frau (mit Kind)	0,044	0,531	0,131
	Frau (mit Baby)	0,045	0,543	0,133
	Kind	0,023	0,272	0,067
	Baby	0-0,045	0-0,543	0-0,133
2	Mann	0,050	0,597	0,146
	Frau (mit Kind)	0,052	0,627	0,155
	Frau (mit Baby)	0,053	0,641	0,157
	Kind	0,027	0,321	0,079
	Baby	0-0,053	0-0,641	0-0,157
3	Mann	0,124	1,844	0,461
	Frau (mit Kind)	0,150	2,231	0,557
	Frau (mit Baby)	0,169	2,514	0,628
	Kind	0,138	2,054	0,513
	Baby	0,169	2,514	0,628

5 Berechnung der durch die Innenraumbelastung entstehenden Gesundheitsrisiken

5.1 Allgemeine Vorgehensweise

Die Gesundheitsschäden von Schadstoffen wurden anhand von Expositions-Wirkungs-Beziehungen (ERF) gerechnet. Die ERFs werden in diesem Bericht aus Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen (CRF) ermittelt (mehr Informationen in Abschnitt 5.2). Die ERFs geben an, wie viele zusätzliche Krankheitsfälle (z. B. Hustentage oder chronische Bronchitis) entstehen bzw. wie viele Lebensjahre durch vorzeitige Todesfälle verloren gehen, wenn 100.000 Menschen ein Jahr lang mit einer um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höheren Exposition belastet werden. Mit Dateien (Karten) von Expositionsfeldern und Bevölkerungsdichten werden dann konkreten Gesundheitsschäden nach Gesundheitsendpunkten ermittelt (Gleichung 5):

$$HE_{g,i,h} = EXP_{g,i} * ERF_h * POP_{g,i} \quad \text{Gleichung 5}$$

mit:	$HE_{g,i,h}$	Gesundheitsschaden h der Untergruppe g in Gitterzelle i
	$EXP_{g,i}$	Exposition der Untergruppe g in Gitterzelle i
	ERF_h	Expositionen-Wirkungs-Beziehungen für Gesundheitsschäden h
	$POP_{g,i}$	Population der Untergruppe g in der Gitterzelle i

Die verschiedenen Gesundheitsrisiken werden anschließend in eine Metrik, die *Disability Adjusted Life Years* (DALYs) transformiert (Gleichung 6):

$$DALY_{g,i,h} = HE_{g,i,h} * DW_h * DD_h \quad \text{Gleichung 6}$$

	$DALY_{g,i,h}$	DALYs des Gesundheitsschadens h der Untergruppe g in Gitterzelle i
	$HE_{g,i,h}$	Anzahl der Gesundheitsschäden h der Untergruppe g in Gitterzelle i
	DW_h	Schwere des Gesundheitsschadens zwischen 0 und 1

DD_h Dauer des Gesundheitsschadens in Jahren

Die Umrechnung in DALYs Anschließend können der monetärer Wert des Schadens nach Gleichung 7 berechnet werden:

$$DC_{g,i,h} = HE_{g,i,h} * MV_h \quad \text{Gleichung 7}$$

mit: $DC_{g,i,h}$ Schadenskosten des Gesundheitsschadens h der Untergruppe g in Gitterzelle i

$HE_{g,i,h}$ Anzahl der Gesundheitsschäden h der Untergruppe g in Gitterzelle i

MV_h Kostenfaktor für Gesundheitsschaden h

Die entsprechenden Gewichtungsfaktoren zur Berechnung von DALYs (siehe Tabelle A.2) wie auch die entsprechende monetäre Bewertung werden aus dem EU Forschungsprojekt INTARESE übernommen (University of Stuttgart et al. 2011). In der Analyse der Gesundheitsschäden werden nur Feinstaub (PM2.5 und PM10) sowie NO₂ (als NO_x) betrachtet, weil diese beiden Stoffgruppen die weitaus höchsten durch Umwelteinwirkungen verursachten Gesundheitsschäden verursachen.

5.2 Expositions-Wirkungs-Beziehungen

Die verwendeten Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen (CRF) entstammen aus den Projekten „HEIMTSA“, „INTARESE“ (University of Stuttgart et al. 2011) und „HRAPIE“. Eine Übersicht über die verwendeten CFR zeigt Tabelle A.1. Die CRFs für Partikel und NO₂ stammen aus epidemiologischen Studien, bei denen die Häufigkeit von Krankheiten und verlorenen Lebensjahren mit der der Konzentration von Schadstoffen in der Außenluft im städtischen Hintergrund korreliert wird. Obwohl somit die Innenraumkonzentration einen relevanten Beitrag zu den Schäden liefert, wird sie bei den epidemiologischen Studien nicht berücksichtigt. Daher wurde ein Ansatz entwickelt, um die bestehenden CRFs für die persönliche Exposition zu skalieren. CRFs wurden auf ERFs basierend auf der Beziehung zwischen Hintergrundkonzentrationen und persönlicher Exposition skaliert. Für Partikel und NO₂ werden hier durchschnittliche Werte von 1,27 und 0,82 genommen, z. B. wird angenommen, dass die Exposition mit PM2.5 um 27% höher ist als die städtische Hintergrundkonzentration.

5.3 Zusätzliche Gesundheitsschäden auf Grund des Betriebs von Holzeinzelöfen.

Für die Berechnung der Innenraumbelastung werden die Personen im Haus lebenden Personen berücksichtigt. Gleich wie die zusätzliche Exposition, wird die Gesundheitsschäden für die fünf Bevölkerungsgruppen ermittelt. Die zusätzlichen Krankheitsfälle wegen des Holzofens sind nach Gesundheitsendpunkten und Nutzungstyp in Tabelle 7 aufgelistet. Die zu DALYs zusammengefassten Gesundheitsschäden zeigt Tabelle 8.

Die in Tabelle 8 enthaltenen Gesundheitsschäden sind entsprechend der hier verwendeten Methodik mit Hilfe von Kostenfaktoren aus Zahlungsbereitschaftsanalysen in Geldeinheiten übertragen. Nach der Methode von Huang et al. (2016) gehen die Schadenskosten aus NO₂ lediglich zu 67% in die Gesamtsumme ein, um die Überlappung der Kosten für Gesundheitsschäden von beiden Schadstoffe zu vermeiden (Tabelle 9).

Im Vergleich zu *Nutzungstyp1* erhöht die Warmwasserbereitstellung die Gesundheitsschäden um ca. 20%. Die Innenraumbelastung durch Erhitzen mit Kaminöfen als die Einzelöfen ist über drei Mal die Verwendung von Kaminöfen als nur Zusatzheizung. Es sollte auch beachtet werden, dass der Subgruppe auch das Endergebnis beeinflusst. Für das Baby nach *Nutzertyp 3* sind die Gesundheitsschäden deutlich höher als bei dem einem Kind zwischen 5-14 Jahren. Dies ist auf das sehr hohe DALY Gewicht, die DALY Dauer und den monetären Wert der „Infant Mortality“ zurückzuführen. Die Abbildung 7 zeigt den DALY der Subgruppe nach Gesundheitsendpunkten für *Nutzertyp 3*. Die Frau mit Baby ist die Subgruppe mit der höchsten Innenraumbelastung, die hauptsächlich auf den hohen Wert von YOLL zurückzuführen ist. Im Vergleich zu Männern sind Frauen, insbesondere diejenigen mit einem Baby, von Kamin stärker betroffen, weil sie dazu neigen, mehr Zeit zu Hause zu verbringen.

5.4 Gesundheitsschäden aufgrund anderer Quellen

Um die Gesundheitsschäden durch die Holzfeuerung einordnen zu können, werden im Folgenden andere Innenraumquellen für PM_{2.5} diskutiert. Kochen, ETS (environmental tobacco smoke, also Passivrauchen), Kerzen und Räucherstäbchen sowie Aufwirbelung von Hausstaub werden als die einflussreichsten Faktoren angesehen (Burke et al. 2001, Wigzell et al. 2000, Gerharz et al. 2009, Hu et al. 2012; Ferro et al. 2004).

Tabelle 7: Zusätzliche Krankheitsfälle wegen des Holzofenbetriebs nach Gesundheitsendpunkten und Nutzungstyp.

Gesundheitsscha- den	Altergruppe	Schadstoff	Subgruppe	Nutzungstyp 1	Nutzungstyp 2	Nutzungstyp 3
				[10 ⁻⁴]	[10 ⁻⁴]	[10 ⁻⁴]
Mortality (all cause)	Adults 30 years and older	PM25	Mann	0,93	1,10	3,46
			Frau (mit Kind)	0,98	1,16	4,18
			Frau (mit Baby)	1,00	1,18	4,71
Work loss days (WLDs)	15-64 Years	PM25	Mann	20,26	23,91	75,09
			Frau (mit Kind)	21,28	25,11	90,82
			Frau (mit Baby)	21,72	25,63	102,34
Minor Restricted Activity Days (MRADs)	18-64 Years	PM25	Mann	56,46	66,62	209,31
			Frau (mit Kind)	59,31	69,99	253,16
			Frau (mit Baby)	60,55	71,45	285,26
	18-64 Years	PM25	Mann	88,27	104,16	327,21

Restricted activity days (RADs)			Frau (mit Kind)	92,72	109,41	395,76
			Frau (mit Baby)	94,66	111,70	445,93
Infant Mortality	1 month to 1 year	PM10	Baby	0-0,02	0-0,02	0-0,11
Chronic bronchitis	Adults aged 18 years and older	PM10	Mann	0,34	0,40	1,25
			Frau (mit Kind)	0,36	0,42	1,51
			Frau (mit Baby)	0,37	0,44	1,70
Cardiovascular hospital admissions	All Ages	PM10	Mann	0,02	0,02	0,06
			Frau (mit Kind)	0,02	0,02	0,08
			Frau (mit Baby)	0,02	0,02	0,09
			Kind	0,01	0,01	0,07
			Baby	0-0,02	0-0,02	0-0,09
Respiratory hospital admissions	All Ages	PM10	Mann	0,02	0,02	0,08
			Frau (mit Kind)	0,02	0,02	0,10

			Frau (mit Baby)	0,02	0,02	0,11
			Kind	0,01	0,01	0,09
			Baby	0-0,02	0-0,02	0-0,11
Asthma medication use (children aged 5-14)	5-14 Years	PM10	Kind	31,26	36,89	236,09
Bronchodilator usage in adults (aged 20 and older) with asthma	Adults aged 20 years and older	PM10	Mann	363,74	429,21	1325,92
			Frau (mit Kind)	382,07	450,84	1603,69
			Frau (mit Baby)	390,07	460,28	1806,99
Lower respiratory symptoms including cough among children	5-14 Years	PM10	Kind	398,21	469,89	3007,69
Lower respiratory symptoms (including cough) in symptomatic adults	Adults	PM10	Mann	521,90	615,84	1902,47
			Frau (mit Kind)	548,20	646,88	2301,02
			Frau (mit Baby)	559,69	660,43	2592,73
		NO ₂ (>20ug/m ³)	Mann	0,49	0,58	1,45

Mortality (all cause)_NO₂	Adults 30 years and older		Frau (mit Kind)	0,51	0,60	1,75
			Frau (mit Baby)	0,52	0,61	1,97
Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children_NO₂	5-14 Years	NO ₂	Kind	129,21	152,47	791,30

Tabelle 10 zeigt die durchschnittliche Exposition durch die genannten Quellen. Wie in der Tabelle dargestellt, ist Zigarettenrauch die dominierende Quelle für Personen, die ETS (environmental tobacco smoke) ausgesetzt sind. Im Gegensatz dazu spielt die Außenluftkonzentration für Personen, die nicht dem ETS ausgesetzt sind, die wichtigste Rolle.

Tabelle 8: Gesundheitsschäden durch den Betrieb eines Kaminofens nach Subgruppe und Nutzungstyp.

Nutzungstyp	Subgruppe	DALY[10 ⁻⁴ /a*Person]		
		Schadstoff		
		PM	NO ₂	Gesamt
1	Mann	1,67	0,33	2,00
	Frau (mit Kind)	1,76	0,34	2,10
	Frau (mit Baby)	1,80	0,35	2,15
	Kind	0,13	0,05	0,18
	Baby	0-1,98	0,00	0-1,98
2	Mann	1,97	0,39	2,36
	Frau (mit Kind)	2,08	0,40	2,48
	Frau (mit Baby)	2,12	0,41	2,54
	Kind	0,15	0,06	0,21
	Baby	0-2,34	0,00	0-2,34
3	Mann	6,16	0,97	7,13
	Frau (mit Kind)	7,45	1,17	8,62
	Frau (mit Baby)	8,40	1,32	9,72
	Kind	0,96	0,32	1,28
	Baby	9,19	0,00	9,19

Tabelle 9: externe Kosten für Gesundheitsschäden aufgrund des Kaminofenbetriebs nach Subgruppe und Nutzungstyp pro Jahr.

Familientyp	Subgruppe	Kosten [€2010/a*Person]		
		Schadstoff		
		PM	NO ₂	Gesamt
1	Mann	10,02	1,98	12,00
	Frau (mit Kind)	10,56	2,04	12,60
	Frau (mit Baby)	10,80	2,10	12,90
	Kind	0,78	0,30	1,08
	Baby	0-11,88	0,00	0-11,88
2	Mann	11,82	2,34	14,16
	Frau (mit Kind)	12,48	2,40	14,88
	Frau (mit Baby)	12,72	2,46	15,24
	Kind	0,90	0,36	1,26
	Baby	0-14,04	0,00	0-14,04
3	Mann	36,96	5,82	42,78
	Frau (mit Kind)	44,70	7,02	51,72
	Frau (mit Baby)	50,40	7,92	58,32
	Kind	5,76	1,92	7,68
	Baby	55,14	0,00	55,14

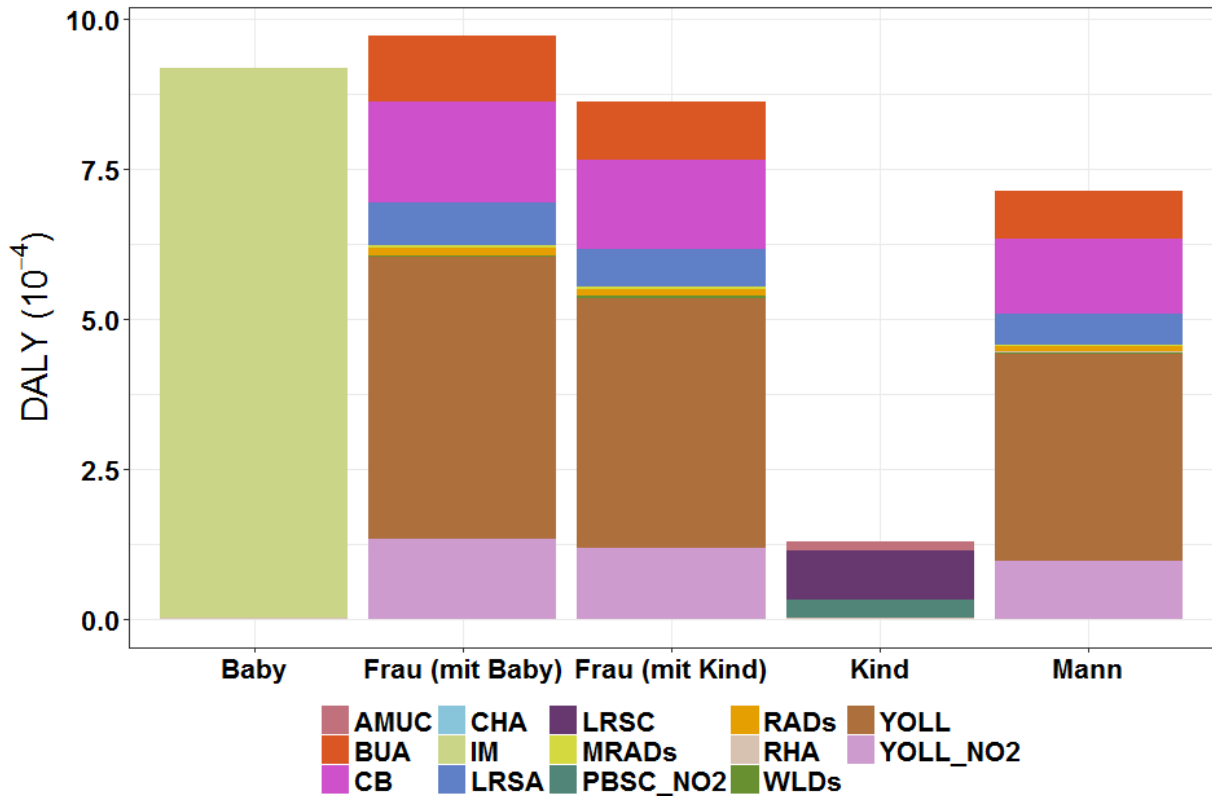


Abbildung 7: Exemplarische Schäden in DALYs nach Gesundheitsauswirkungen für den Standort Stuttgart nach Nutzungstyp. Die Abkürzungen der Legende sind in Tabelle A.1 erklärt.

Tabelle 10: Mittlere jährliche Exposition mit PM_{2.5} für Bewohner eines Einfamilienhauses mit Rauchern bzw ohne Raucher in Stuttgart nach Quellen (ETS = environmental tobacco smoke = Passivrauchen).

Familientyp	ETS	Aus Au- ßenluft	Kochen	Kerzen	Andere Quelle	Gesamt
kein Raucher	0,0	11,9	1,9	0,6	2,0	16,3
Mindestens ein Raucher	6,2	11,9	1,9	0,6	2,0	22,5

Die Gesundheitsschäden in Form der DALY wegen Exposition des PM_{2.5} von anderen Quellen, sowie die Kosten für Gesundheitsschäden sind in Tabelle 11 gezeigt. Die DALYs aufgrund anderer Quellen, sogar ohne ETS, sind aufgrund des Holzofenbetriebs merklich höher. Für die gleiche Subgruppe sind die DALYs für Häuser, die ETS ausgesetzt sind, fast doppelt so groß wie für Familien ohne ETS-Exposition. Der erkennbare Einfluss der Subgruppe auf DALYs und Kosten für Gesundheitsschäden von anderen Quellen, was durch die niedrigen Werte für Kinder bewiesen wird, konnte ebenfalls gefunden werden.

Tabelle 11: Gesundheitsschäden und Kosten wegen anderen Quellen nach Familientyp und ETS Exposition.

	Subgruppe	DALYs PM [10⁻²/a*Person]	Kosten [€2010/a*Person]
ETS ausgesetzt	Erwachsene	3,10	1858,45
	Kind	0,22	134,51
	Baby	1,75	1049,42
ETS nicht ausgesetzt	Mann	1,62	974,04
	Kind	0,12	70,50
	Baby	0,92	550,02

6 Erarbeitung von Empfehlungen für das Betreiben von Holzfeuerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass das Betreiben von Holzeinzelfeuerungen in Wohnräumen die Exposition der Bewohner mit Feinstaub deutlich erhöht. Aus den Ergebnissen dieser Studien lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Bei Pelletfeuerungen entstehen Feinstaubemissionen in Innenräume anders als bei Scheitholzöfen nur beim Reinigen des Brennraums und beim Einfüllen der Pellets. Zudem kann das Reinigen durch die Verwendung eines Saugers mit einem Hepafilter emissionsarm gestaltet werden. Daher, aber auch wegen der geringeren Emissionen in die Außenluft sind Pelletöfen den Scheitholzöfen eindeutig vorzuziehen.
- Wird die Wohnung vollständig mit Holzeinzelfeuerungen als einzige Wärmequelle beheizt, sind die Auswirkungen, weil die Exposition in allen Räumen zu allen Zeiten erfolgt, sehr hoch. Die alleinige Heizung von Wohnungen mit Holzeinzelfeuerungen sollte daher vermieden werden.
- Beim Betreiben von Holzfeuerungen sollte auf einen ausreichend hohen Luftwechsel mit der Außenluft geachtet werden. Das heißt, dass nach dem Anfeuern und jedem Holznachlegen eine Stoßlüftung erfolgen sollte.
- Besonders empfindlich reagieren Babys auf die Exposition mit Feinstaub, zudem sind Gesundheitsschäden hier als besonders schwer zu bewerten. In Räumen, in denen Babys anwesend sind, sollte ein Holzeinzelfeuerung daher nicht betrieben werden.
- Schnelles Öffnen der Ofentür saugt mehr mit Feinstaub belastete Luft aus dem Ofen, die Ofentür sollte daher vorsichtig und langsam geöffnet werden.

Aus einer Studie des TFZ (2015) (Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe) ergeben sich noch folgende Empfehlungen:

- Statt Papier sollten Anzünder und Kleinholz zum Anzünden verwendet werden.
- Die Primärluft sollte nach dem Beenden der Anzündvorgang geschlossen werden.
- Das Nachlegen sollte sofort, wenn die Flamme ausgeht, aber noch viel Glut vorhanden ist, erfolgen, sodass die Phase unvollständiger Verbrennung möglichst gering ist.

7 Literatur

Baumbach, Günter; Struschka, Michael; Juschka, Winfried; Carrasco, Maria; Ang, Keng Been; HU, Lupin et al. (2010): Modellrechnungen zu den Immissionsbelastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV.

Bouhamra, Walid S.; Elkilani, Amal S.; Abdul-Raheem, Mahmoud Y. (1998): Predicted and measured air exchange rates. In *ASHRAE Journal*, pp. 42–45.

Burke, J. M.; Zufall, M. J.; Özkaynak, H. (2001): A population exposure model for particulate matter: case study results for PM(2.5) in Philadelphia, PA. In *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 11 (6), pp. 470–489. DOI: 10.1038/sj.jea.7500188.

Dockery, Douglas W.; Spengler, John D. (1981): Indoor-outdoor relationships of respirable sulfates and particles. In *Atmospheric Environment (1967)* 15 (3), pp. 335–343. DOI: 10.1016/0004-6981(81)90036-6.

Duan, Naihua (1982): Models for human exposure to air pollution. In *Environment international* 8 (1-6), pp. 305–309. DOI: 10.1016/0160-4120(82)90041-1.

Emmerich, Steven J.; Persily, Andrew K. (1996): Multizone Modeling of Three Residential Indoor Air Quality Control Options. Available online at https://ws680.nist.gov/publication/get_pdf.cfm?pub_id=925578.

Fabian, Patricia.; Adamkiewicz, Gary.; Levy, Jonathan I. (2012): Simulating indoor concentrations of NO(2) and PM(2.5) in multifamily housing for use in health-based intervention modeling. In *Indoor air* 22 (1), pp. 12–23. DOI: 10.1111/j.1600-0668.2011.00742.x.

Ferro, Andrea R.; Kopperud, Royal J.; Hildemann, Lynn M. (2004): Source Strengths for Indoor Human Activities that Resuspend Particulate Matter. In *Environ. Sci. Technol.* 38 (6), pp. 1759–1764. DOI: 10.1021/es0263893.

Fisher, Kimberly.; Gershuny, Jonathan.; Altintas, Evrim.; Gauthier, Anne H. (2012): Multinational Time Use Study. User's Guide and Documentation. Version 5 - updated. Available online at https://www.timeuse.org/sites/ctur/files/public/ctur_report/5715/mtus-user-guide-r5.pdf.

Gens, Alexandra (2012): Modelling the Exposure to Fine Particles and its Impacts on Human Health in Europe.

Gerharz, Lydia E.; Krüger, Antonio; Klemm, Otto (2009): Applying indoor and outdoor modeling techniques to estimate individual exposure to PM_{2.5} from personal GPS profiles and diaries: a pilot study. In *The Science of the total environment* 407 (18), pp. 5184–5193. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.06.006.

Halios, Christos C.; Helmis, Costas G.; Eleftheriadis, Kostas; Flocas, Helena A.; Assimakopoulos, Vasiliki D. (2009): A Comparative Study of the Main Mechanisms Controlling Indoor Air Pollution in Residential Flats. In *Water Air Soil Pollut* 204 (1-4), pp. 333–350. DOI: 10.1007/s11270-009-0048-2.

Hänninen, O. O.; Lebret, E.; Ilacqua, V.; Katsouyanni, K.; Künzli, N.; Srám, R. J.; Jantunen, M. (2004): Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities. In *Atmospheric Environment* 38 (37), pp. 6411–6423. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.07.015.

Hu, Tianchao; Singer, Brett C.; Logue, Jennifer M. (2012): Compilation of Published PM_{2.5} Emission Rates for Cooking, Candles and Incense for Use in Modeling of Exposures in Residences. Lawrence Berkeley National Laboratory. Berkeley.

Huang, G.; Schmid, D.; Friedrich, R.; Vogt, U.; Mahami, G.; Struschka, M.; Juschka, W. (2016): Ganzheitliche Bewertung von Holzfeuerungen. ZfES Bericht.

Hubbard, W.; L. Biles; c. mayfield; S. Ashton (eds.). (2007): Sustainable Forestry for Bioenergy and Bio-based Products: trainers curriculum notebook. Southern Forest research Partnership, inc. Athens.

Schürmann, S., Betreuer: Vogt, U.: Messung und Bewertung der Schadstoffemissionen von Holzfeuerungen in Innenräumen. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK), Universität Stuttgart, Masterarbeit, 2019.

Thatcher, Tracy L.; Lai, Alvin C.K.; Moreno-Jackson, Rosa; Sextro, Richard G.; Nazaroff, William W. (2002): Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors. In *Atmospheric Environment* 36 (11), pp. 1811–1819. DOI: 10.1016/S1352-2310(02)00157-7.

Thatcher, Tracy L.; Layton, David W. (1995): Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence. In *Atmospheric Environment* 29 (13), pp. 1487–1497. DOI: 10.1016/1352-2310(95)00016-R.

Thornburg, J.; Ensor, D. S.; Rodes, C. E.; Lawless, P. A.; Sparks, L. E.; Mosley, R. B. (2001): Penetration of Particles into Buildings and Associated Physical Factors. Part I: Model Development and Computer Simulations. In *Aerosol Science and Technology* 34 (3), pp. 284–296. DOI: 10.1080/02786820119886.

University of Stuttgart; Institute of Occupational Medicine; Imperial College; University of Athens; Centre for Research and Technology Hellas; Danmarks Tekniske Universitet et al. (2011): D 5.3.1/2 Methods and results of the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study.

VDI-Richtlinie 2067 Blatt 4 (1982): Berechnung der Kosten von Wärmeversorgungsanlagen; Warmwasserversorgung. Available online at https://www.vdi.de/uploads/tx_vdirili/pdf/1362045.pdf.

Watson, Ann Y.; Bates, Richard R. (Eds.) (1988): Air pollution, the automobile, and public health. Health Effects Institute. Washington, D.C.: National Academy Pr.

Wigzell, Edward.; Kendal, Michaela; Nieuwenhuijsen, Mark J. (2000): The spatial and temporal variation of particulate matter within the home. In *J Expo Sci Environ Epidemiol* 10 (3), pp. 307–314. DOI: 10.1038/sj.jea.7500091.

Wyss, Annah B.; Jones, Anna Ciesielski; Bølling, Anette K.; Kissling, Grace E.; Chartier, Ryan; Dahlman, Hans Jørgen et al. (2016): Particulate Matter 2.5 Exposure and Self-Reported Use of Wood Stoves and Other Indoor Combustion Sources in Urban Nonsmoking Homes in Norway. In *PloS one* 11 (11), e0166440. DOI: 10.1371/journal.pone.0166440.

Anhang

Tabelle A.1: Übersicht über die verwendeten Konzentrations-Wirkungs-Funktionen.

Schadstoff	Gesundheitsauswirkung	Relatives Risiko	Hintergrundrate einer Krankheit in der Bevölkerung (pro Jahr)	Betroffene Altersgruppe	Bevölkerung	Schadensfunktion
PM2.5	Mortality (YOLL)	6% (95% CI: 2%, 11%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5	Not applicable	Adults 30 years and older	General Population	95.3 additional life years lost per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM2.5 per 100,000 people aged 30+ in the general population per year
	Work loss days (WLDs)	4.6% (95% CI: 3.9%, 5.3%) increase per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5	450,000 WLDs per 100,000 people aged 15-64 per year	15-64 Years	General Population	20,700 (95% CI: 17,600, 23,800) additional work lost days per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM2.5 per 100,000 people aged 15-64 in the general population per year
	Minor Restricted Activity Days (MRADs)	7.4% (95% CI: 6.0%, 8.8%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM _{2.5}	780,000 MRADs per 100,000 people in employment aged 18-64 per year	18-64 Years	General Population	57,700 (95% CI: 46,800, 68,600) additional MRADs per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM _{2.5} per 100,000 adults

	Restricted activity days (RADs)	4.75% (95% CI: 4.17%, 5.33%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2.5}$	1,900,000 RADs per 100,000 people aged 18-64 per year	18-64 Years	General Population	aged 18-64 (general population) per year 90,200 (95% CI: 79,200, 101,300) additional RADs per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in $\text{PM}_{2.5}$ per 100,000 adults aged 18-64 (general population) per year
All Ages	General Population	4% (95% CI: 2%, 7%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}	145 postneonatal deaths per 100,000 live births	1 month to 1 year	General Population	5.8 (95% CI: 2.9, 10.2) additional infant deaths per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{10} per 100,000 live births, per year
	Chronic bronchitis (CB)	22% (95% CI: 2%, 38%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}	390 new cases annually per 100,000 adults at risk (adjusted for remission - remission rate of 56.2%)	Adults aged 18 years and older	General Population without symptoms (90% of population)	86 (95% CI 7.8, 150) new cases of chronic bronchitis per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{10} per 100,000 at-risk adults aged 18 and older, per year
	Cardiovascular hospital admissions (CHA)	0.6% (95% CI: 0.3%, 0.9%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}	723 emergency cardiac admissions per 100,000 population, all ages, per year			4.3 (95% CI: 2.2, 6.5) additional emergency cardiac hospital admissions per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{10} per 100,000 people (all ages) per year
	Respiratory hospital admissions (RHA)	0.9% (95% CI: 0.7%, 1.0%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}	617 emergency respiratory hospital admissions per 100,000 population, all ages, per year	All Ages	General Population	5.6 (95% CI: 4.3, 6.2) additional emergency respiratory hospital admissions per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in

					PM ₁₀ per 100,000 people (all ages) per year
Asthma medication use among asthmatic children (AMUC)	0.4% (95% CI: -1.7%, 2.6%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	10% mean daily prevalence of bronchodilator usage among children meeting the PEACE criteria	5-14 Years	Children with Asthma (14.4% of children aged 5-14 in EU27)	14,600 (95% CI: -62,050, 94,900) additional days of bronchodilator usage per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 children aged 5-14 years meeting the PEACE study criteria, per year
Bronchodilator usage among asthmatic adults (BUA)	0.5% (95% CI: -0.5%, 1.5%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	Background probability of bronchodilator use of 0.5 of daily usage among adults 20+	Adults aged 20 years and older	Adults with asthma (10.2% of adults aged 20 and older in EU27)	91,300 (95% CI: -91,300, 274,000) additional days of bronchodilator usage per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 adults aged 20 and older with well-established asthma, per year
Lower respiratory symptoms including cough among children (LRSC)	3.4% (95% CI: 1.7%, 5.1%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	15% mean daily prevalence rate for LRS including cough (all-year rate) among children	5-14 Years	General Population	186,000 (95% CI: 93,100, 279,000) additional lower respiratory symptom days per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 children aged 5-14, per year
Lower respiratory symptoms (including cough) in symptomatic adults (LRSA)	1.2% (95% CI: 0.1%, 2.2%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	30% mean daily prevalence for LRS including cough in symptomatic adults	Adults	Adults with chronic respiratory symptoms (30% of adults)	131,000 (95% CI: 11,000, 241,000) additional lower respiratory symptom days per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ , per 100,000 adults with chronic respiratory symptoms, per year

NO₂	Mortality (YOLL_NO2)	5.5% (95% CI: 3.1%, 8%) change per 10 µg/m ³ NO ₂ (>20µg/m ³)	Not applicable	Adults 30 years and older	General Population	95.3 additional life years lost per 1 µg/m ³ increase in PM _{2.5} per 100,000 people aged 30+ in the general population per year
	Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children (PBSC_NO2)	2.1% (95% CI: -1%, 6%) change per 1 µg/m ³ NO ₂	Prevalence of bronchitic symptoms among asthmatic children 21.1% to 38.7%	5-14 Years	Children with Asthma (15.8% of children aged 5-14)	46,870 additional bronchitic symptom days per 1 µg/m ³ increase in NO ₂ per 100,000 children aged 5-14, per year

Tabelle A.2: DALY Gewichtungsfaktoren und Dauer.

Gesundheitsauswirkung	Gewichtungsfaktoren	Dauer
Bronchodilator Usage Adults	0.22	0.00274
Bronchodilator Usage Children	0.22	0.00274
Cardiac Hospital Admissions	0.71	0.038
Chronic Bronchitis	0.099	10
Infant Mortality	1	80
Lower respiratory symptoms (LRS) Adults	0.099	0.00274
LRS Children	0.099	0.00274
Respiratory Hospital Admissions	0.64	0.038
Minor Restricted activity days (MRAD)	0.07	0.00274
Restricted activity days (RAD)	0.099	0.00274
Work days lost (WLD)	0.099	0.00274
Years of life lost (YOLL) chronic	1	1